

Normtal for husdyrgødning 2014/15 - Baggrund for justering af tabsfaktorer for stalde til slagtekyllinger, rugeægshøns (HPR-høner) og mink

Peter Kai, Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet

Jens Elvstrøm, Videncentret for Landbrug, Fjerkræ, nu Søhøjlandets Regnskabskontor

Henrik Bækgaard, København Fur

23. februar 2015

Sammendrag

I forbindelse med udarbejdelse af normtal for husdyrgødning for gødningsåret 2014/15 blev der gennemført en revision af grundlaget for beregning af stalddtab fra danske stalde til husdyr. I den forbindelse blev der fundet litteratur, som har berettiget en justering af emissionsfaktorerne for stalde til slagtekyllinger, rugeægshøns samt mink.

For lagtekyllinger er stalddtabsfaktoren for ammoniak sænket fra 20% til 7% af kvælstof (N) ab dyr.

For rugeægshøns (gulvdrift + gødningskumme, HPR) og mink (gødningsrender, ugentlig tømning) er det i forbindelse med revisionen vurderet, at gødningshåndteringen i praksis berettiger en omdefinering af gødningsystemerne for disse. I praksis håndteres husdyrgødningen i stalde til rugeægshøns som én gødningsstype udenfor staldene, det er derfor kun relevant at beregne normtal for én gødningsstype. Der er endvidere fundet grundlag for at opjustere stalddtabsfaktoren for ammoniak fra 30 % til 40 % af N ab dyr. Endvidere er der indført en stalddtabsfaktor for denitrifikation på 20 % af N ab dyr. Det samlede stalddtab af N (dvs. NH_3 + denitrifikation) er således 60 % af N ab dyr fra og med normtal for husdyrgødning 2014/15.

For mink (gødningsrender, ugentlig tømning) er det samlede stalddtab af ammoniak fra stalde fastlagt til 27 % af N ab dyr på grundlag af nye målinger. I praksis håndteres husdyrgødningen i gødningsrenderne som gylle, som transporteres til lager for flydende husdyrgødning, mens halmstrøelsen under burene med foderspild, samt en mindre andel af dyrenes udskilte urin og fæces håndteres som dybstrøelse og transporteres til en møddingsplads for videre lagring. Stalddtab fra stalde til mink (gødningsrender, ugentlig tømning) er derfor fordelt på de to nævnte gødningsystemer ud fra en faglig vurdering, idet stalddtabet af ammoniak fra gylle og dybstrøelse er fastsat til henholdsvis 30% af urin-N (TAN) ab dyr og 40% af N ab dyr.

Slagtekyllinger

Hidtil er stalddtabet af ammoniak-kvælstof ($\text{NH}_3\text{-N}$) fra produktion af slagtekyllinger blevet beregnet som 20% af den beregnede udskilte mængde N (N ab dyr) (Poulsen et al., 2001). Som kilde for stalddtabsfaktoren

for slagtekyllinger henviser Poulsen et al. (2001) til Poulsen & Kristensen (1997), som ud over emissionsfaktoren på 20% af N ab dyr beskriver en forventet variation gående fra 15 – 24% af N ab dyr. Poulsen & Kristensen (1997) henviser videre til Laursen (1994), som angiver et stalddtab på 22% af N ab dyr. En kilde til fastsættelsen af tabsfaktoren fremgår ikke.

I forbindelse med test af miljøeffektiviteten af to miljøteknologier i slagtekyllingestalde blev ammoniakemissionen målt i henholdvis en kontrolstald og en forsøgsstald på to separate ejendomme (Andersen, 2010; Hansen, 2013). Ved forsøgene blev ammoniakemissionen fastlagt ved at multiplicere ammoniak-koncentrationen i ventilationsafkastet (fratrasket ammoniakkoncentrationen i luftindtaget) med ventilationsydelsen på tidspunktet for ammoniakanalysen. Hansen (2013) målte den aktuelle ventilationsydelse ved hjælp af målevinger placeret i loftafkast, mens Andersen (2010) estimerede ventilationsydelsen ved logning af klimacomputerens beregnede ventilationsydelse, som er fastlagt ud fra ventilationsafkastenes motoromdrejningstal og spjældindstilling. Sidstnævnte metode er forbundet med en lavere nøjagtighed og præcision end direkte målinger og kan ifølge Casey et al. (2008) overestimere ventilationsydelsen med helt op til 40 %, hvorfor resultaterne af Andersen (2010) kan være overestimerede. Resultater for fem kontrolhold er vist i bilag 1, hvor produktionsdata indhentet hos producenterne ligeledes fremgår, idet ikke alle relevante informationer, der er nødvendige for beregning af N ab dyr, fremgik af test-rapporterne. Der er beregnet en N ab dyr-værdi (kg N/1000 producerede slagtekyllinger) for hvert hold (gentagelse), og denne er sammenholdt med den observerede ammoniakemission (kg NH₃-N/1000 producerede slagtekyllinger) for det pågældende hold. N ab dyr er beregnet i henhold til Poulsen et al. (2001, p. 67) som:

$$\text{“Kg N ab dyr per 1000 producerede kyllinger} = \text{kg foder per produceret kylling} \cdot (\% \text{ protein i foderet}) / 0,625 - \text{kg tilvækst per produceret kylling} \cdot 28,8\text{.”}$$

Udskillelsen af N ab dyr er i overensstemmelse hermed beregnet til i gennemsnit 59,6 kg N per 1000 producerede kyllinger (spredning = 5,84).

Stalddtabsfaktoren for ammoniak er beregnet til 6,9% af N ab dyr. Konfidensintervallet (95%) er beregnet til 4,8 – 9,0%. Ammoniaktabet fra kyllingestalde er således betragteligt overvurderet ved anvendelse af den hidtil benyttede stalddtabsfaktor på 20% af N ab dyr, og dermed er kvælstofindholdet i gødningen fra kyllingestalde underestimeret. For så vidt angår slagtekyllinger er normtal for husdyrgødning 2014/15 beregnet ved anvendelse af en stalddtabsfaktor for ammoniak på 7 % af N ab dyr.

Der er ikke fundet emissionsmålinger fra stalde til skrabe-kyllinger og økologiske kyllinger. Ud fra en faglig vurdering er ammoniaktabsfaktorerne for skrabe-kyllinger og økologiske kyllinger korrigeret i samme omfang som konventionelle kyllinger, således at ammoniaktabet fra stalde til skrabe-kyllinger og økologiske kyllinger fremover beregnes som 9% af N ab dyr mod tidligere 25% af N ab dyr. Da der kan være væsentlig forskel på produktionsforholdene mellem slagtekyllingeproduktion og øvrigt slagtefjerkræ vurderes det, at den foreliggende dokumentation ikke berettiger til en ændring af stalddtabsfaktorerne for ænder, gæs og kalkuner, som derfor fastholdes på 20% af N ab dyr.

Rugeægshøns (HPR-høns)

Provstgaard et al. (2011) opstillede på baggrund af et feltstudium i to rugeægstalde massebalancer for N og P. Undersøgelsen omfattede såvel målte som estimerede in- og output af N og P. Undersøgelsen viste, at det samlede N-tab i gennemsnit var 61% af N ab dyr, og at 36% af N ab dyr i gennemsnit gik tabt i form af ammoniakfordampning. Resten gik tabt i form af denitrifikation eller som følge af usikkerhed ved fastlæggelsen af massebalancens elementer. Dette er i overensstemmelse med Birkmose (2009), som lavede en analyse baseret på input/output-målinger foretaget i to rugeægstalde og som indikerede, at kvælstoftabet fra staldene var ca. dobbelt så højt som antaget i normtal for husdyrgødning (58% vs. 30% af N ab dyr).

Ved undersøgelsen fastlagde Provstgaard et al. (2011) den samlede gødningsmængde ab stald til 1,7 ton gødning pr. 100 årshøns svarende til 63 % af den forventede mængde jf. normtal 2009/2010. Dette er i overensstemmelse med Birkmose (2009), som fandt, at der kun blev fundet 61 % af den forventede mængde gødning (306 vs. 499 ton) ved tømning af rugeægstaldene.

Provstgaard et al. (2011) målte tørstofindholdet i prøver af den udvejede gødning og fandt, at tørstofindholdet i dybstrøelse og staldgødning var henholdsvis 75% og 57% svarende til et vægtet gennemsnit på $((1050 \text{ kg} \cdot 75\% \text{ TS} + 650 \text{ kg} \cdot 57\% \text{ TS}) / (1050 + 650 \text{ kg})) = 68\% \text{ TS}$. I normtal 2009/2010 regnedes der med et tørstofindhold på 63% og 40% i henholdsvis dybstrøelse og fast staldgødning svarende til et vægtet gennemsnit på 53% TS. Dette kan forklare ca. halvdelen af den "manglende" gødningsmasse.

Normtal for husdyrgødning for stalde til rugeægshøns (gulvdrift + gødningskumme, HPR) er frem til gødningsåret 2013/14 beregnet på grundlag af to gødningstyper, fast staldgødning og dybstrøelse i og uden for stalden. I praksis håndteres husdyrgødningen i stalde til rugeægshøns imidlertid som én gødningstype udenfor staldene. Opdeling i to gødningstyper i og uden for rugeægstalde er derfor ikke relevant, hvorfor der fremadrettet kun beregnes normtal for husdyrgødning for én gødningstype.

På basis af Birkmose (2009) samt Provstgaard et al. (2011) er ammoniaktabet fra rugeægstalde hævet fra 30 til 40% af N ab dyr. Samtidig har målinger i hollandske rugeægstalde dokumenteret emission af lattergas, hvilket indikerer, at der finder denitrifikation sted i gødningen i rugeægstalde (Mosquera et al., 2009). Omfanget af denitrifikation kan dog ikke alene fastsættes ud fra målinger af lattergas. Det skønnes derfor, at 20% af N ab dyr tabes ved denitrifikation i stalden. Det samlede stalddtab af N (dvs. NH_3 + denitrifikation) er således 60% af N ab dyr gældende fra og med gødningsåret 2014/15.

Mink

To VERA-test har dokumenteret ammoniaktabet fra minkhaller (Hansen, 2013). Undersøgelserne blev gennemført på to minkfarme med henblik på at dokumentere miljøeffekten af hyppig tømning af gødningsrenderne på minkfarme, idet daglig eller 2 gange ugentlig tømning af gødningsrender blev sammenlignet med ugentlig tømning af gødningsrender, der fungerede som kontrol. Ugentlig tømning benyttes ved beregning af normtal for husdyrgødning. Undersøgelserne blev gennemført i henhold til VERA-testprotokollen for stalde og management (VERA test protocol for Livestock Housing and Management Systems, version 1 (2009-12-09)). Ved testen blev ammoniaktabet ved ugentlig tømning af

gødningsrenderne fastlagt til i gennemsnit 4,95 g NH₃-N per dag per årstæve¹ svarende til 1810 g NH₃-N per år per årstæve. Ammoniaktabet svarede til i gennemsnit 35% af urin-N af dyr, hvilket er ca. 25% lavere end den hidtil anvendte tabsfaktor på 47% af urin-N af dyr.

Ved en tilsvarende undersøgelse gennemført på fire hollandske minkfarme blev ammoniaktabet fastlagt til 824 g NH₃-N per årstæve (Mosquera et al., 2011). Forskellen mellem de hollandske og danske målinger kan helt eller delvist forklares ved, at der var færre hvalpe på de hollandske farme sammenlignet med de danske. Desuden praktiserede de hollandske farme tømning af gødningsrenderne 1-3 dage dagligt i modsætning til ugentlig tømning i Danmark. Derudover kan der være forskelle i management, fx dyretæthed, samt foderforbrug. Endelig kan der være forskelle i måle- og analysemetoder, som kan bevirke forskel i opgørelsen af emissioner, idet der er tale om åbne stalde, hvorfor emissionsmålinger er forbundet med større usikkerhed end i lukkede mekanisk ventilerede stalde (Calvet et al., 2014).

Den hollandske undersøgelse viste endvidere, at målte koncentrationer af lattergas inde i minkhallerne ikke adskilte sig fra udeluften (Mosquera et al., 2011) som indikation for, at der ikke finder denitrifikation sted i nævneværdigt omfang i minkhaller.

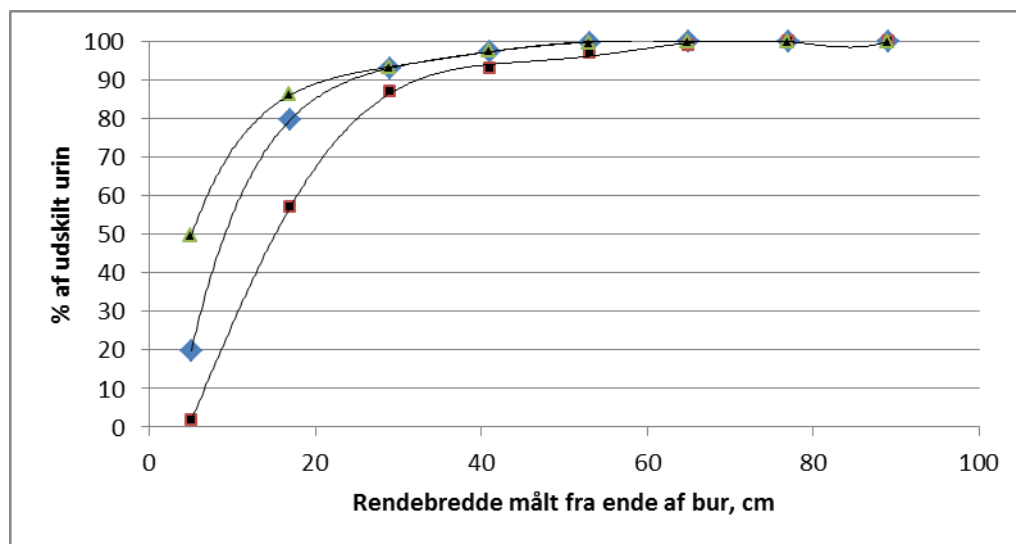
Staldtabet af ammoniak fra stalde til mink (gødningsrender, ugentlig tømning) har frem til gødningsåret 2013/14 været beregnet på grundlag af én gødningstype (gylle), idet det er antaget, at strøelsen under burene fjernes og opbevares sammen med gyllen. I praksis håndteres husdyrgødningen i gødningsrenderne som gylle, der transporteres til lager for flydende husdyrgødning, mens halmstrøelsen under burene indeholdende foderspild samt en mindre andel af dyrenes udskilte urin og fæces håndteres som dybstrøelse og transporteres til en møddingsplads for videre lagring. Der er derfor udarbejdet et nyt beregningsgrundlag for mink, bure (gødningsrender, ugentlig tømning) baseret på to gødningstyper. Som grundlag for etableringen af disse er følgende forudsætninger benyttet:

- Foderspild: 8% af tildelt foder. Foderspild med dets indhold af N, P, K og tørstof falder udelukkende i dybstrøelsen under burene.
- Der tildeles 10 kg halmstrøelse per årstæve inkl. hvalpe.
- 90% af udskilt fæces og urin falder i gødningsrender, og 10% falder i dybstrøelsen under burene.
- Andelen af fæces og urin, som afsættes i gødningsrender afhænger dels af gødningsrendens bredde, dels af minkenes køn. Bredere gødningsrender opfanger en større andel af udskilt fæces og urin. Minktæver og -hanners anatomi adskiller sig fra hinanden, hvilket bevirker, at minkhanner, afhængigt af gødningsrendens bredde, i højere grad end tæver urinerer uden for gødningsrenden. København Fur har ved et forsøg målt andelen af urin, der opsamles i gødningsrenden, som funktion af rendebredde og køn (figur 1). Der er ikke lavet tilsvarende forsøg med opsamling af fæces, hvorfor det antages, at opsamlings effektiviteten for fæces svarer til urin. Baseret på dette forsøg vurderes det, at i gennemsnit 90% af udskilt fæces og urin opsamles i gødningsrenden, mens 10% falder i dybstrøelsen.

Staldtabet af ammoniak fra gylle og dybstrøelse blev fastsat ud fra et fagligt skøn, idet det ikke har været muligt at tilvejebringe måldata, der kan dokumentere fordelingen af ammoniaktabet på de to gødningstyper. Ammoniaktabsfaktoren for gylle blev således fastsat til 30 % af urin-N, mens ammoniaktabsfaktoren for dybstrøelse blev fastsat til 40% af total-N. Ved fastsættelsen af disse

¹ inkl. 6,4 hvalpe og avlshanner.

tabsfaktorer har det været et kriterium, at det samlede tab af ammoniak fra gylle og dybstrøelse skulle summeres til 27% af total-N af dyr som fastlagt af Hansen (2013). Det antages, baseret på Mosquera et al. (2011), at der ikke tabes kvælstof ved denitrifikation i minkgødning, mens den opbevares i minkstalde. Der er ikke regnet med nedsivning af næringssalte, idet det antages, at foderspild samt fæces og urin, som falder i dybstrøelsen, opfanges kvantitativt.



Figur 1. Andel af udskilt urin opsamlet i gødningsrende som funktion af rendebredde. Firkanter = hanner; trekanter = tæver; ruder = hvalpepar (Data: Henrik Bækgaard, København Fur, 2014).

Litteratur

Andersen, M. 2010. Electrostatic Particle Ionization (EPI). AgroTech A/S, 11 pp.

Birkmose, T.S. 2009. Beregning af kvælstof i HPR-besætninger. Notat fra Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Planteproduktion, 4 pp.

Calvet, S; R.S. Gates; G.Q. Zhang; F. Estelles; N.W.M. Ogink; S. Pedersen & D. Berckmans. 2014. Measuring gas emissions from livestock buildings: A review on uncertainty analysis and error sources. Special Issue: Emissions from naturally ventilated livestock buildings. Biosystems Engineering 116 (2013), 221-231.

Hansen, M.N. 2013. Rokkedahl Energi. Ammonia Emission from Broiler Houses. Effects of the Agro Clima Unit Heat Exchange System. Test report. DANETV, 23 pp.

Hansen, M.N. 2013. Ammonia emission from mink houses. Reduction of emission by frequent removal of mink slurry. Test Report and Evaluation. AgroTech, Skejby, Aarhus, 21 pp.

Laursen, B. 1994. Normtal for husdyrgødning – revideret udgave af rapport nr. 28. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut, Rapport nr. 28, 85 pp.

Mosquera, J.; R.A. van Emous; A. Winkel; F. Dousma; E. Lovink; N.W.M. Ogink; A.J.A. Aarnink. 2009. Fijnstofemissie uit stallen: (groot)ouderdieren van vleeskuikens (Udledning af støv fra stalde: rugeægsproduktion. Rapport 276, Wageningen UR Livestock Research, Lelystad, The Netherlands, 26 pp.

Mosquera, J.; J.M.G. Hol; A. Winkel; J.W.H. Huis in 't Veld; F. Dousma; N.W.M. Ogink; C.M. Groenestein. 2011. Fijnstofemissie uit stallen: nertsen (Udledning af støv fra stalde: Mink), Rapport 340, Wageningen UR Livestock Research, Lelystad, The Netherlands, 25 pp.

Poulsen, H.D. & Kristensen, V.F. 1997. Normtal for Husdyrgødning. En revidering af danske normtal for husdyrgødningens indhold af kvælstof, fosfor og kalium. Danmarks JordbrugsForskning, Beretning nr. 736, 165 pp.

Poulsen, H.D.; Børsting, C.F.; Rom, H.B. & Sommer, S.G. 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. DJF rapport nr. 36 Husdyr. Danmarks JordbrugsForskning, 152 pp.

Provstgaard, N, Riis, M.L. & Hansen M.N. 2011. Undersøgelse af ammoniakemission fra rugeægstalde 2008-2010. Videncentret for Landbrug, Skejby, Aarhus, 19 pp.

**Bilag 1. Data anvendt ved fastlæggelse af emissionsfaktorer for konventionelle slagtekyllinger
(Andersen, 2010; Hansen, 2013 samt gdr. M. Rokkedahl (pers. komm., 2014).**

| Kilde | Lokation | iIndsat- dato | Slagtedato | Alder v. slagtning (dage) | Antal indsat | Antal slaget | Dyr slaget (kg) | Tilvækst (kg/kylling) | Foderforbrug | | | N ab dyr (kg/1000 kyllinger) | Emission, kg NH3- N/1000 kyllinger | NH3-N tab (% af N ab dyr) |
|----------------|----------|------------------|------------|---------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------------|--------------------------|---------------|------------------------|-------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------|
| | | | | | | | | | I alt (kg) | Per kylling (kg) | Per kg tilvækst (kg/kg) | | | |
| Andersen, 2010 | Haugaard | 14-05-2010 | 20-06-2010 | 37 | 49.600 | 47.891 | 106.776 | 2,23 | 189.500 | 3,96 | 1,77 | 69,4 | 4,1 | 6,0 |
| Andersen, 2010 | Haugaard | 27-09-2010 | 02-11-2010 | 36 | 49.000 | 46.754 | 95.740 | 2,05 | 158.192 | 3,38 | 1,65 | 55,3 | 3,2 | 5,9 |
| Hansen, 2013 | Haubro | 17-08-2012 | 22-09-2012 | 36 | 30.900 | 29.712 | 67.240 | 2,26 | 106.200 | 3,57 | 1,58 | 55,5 | 4,2 | 7,5 |
| Hansen, 2013 | Haubro | 05-10-2012 | 10-11-2012 | 36 | 31.900 | 29.997 | 71.300 | 2,38 | 114.400 | 3,81 | 1,60 | 60,3 | 5,8 | 9,6 |
| Hansen, 2013 | Haubro | 20-11-2012 | 26-12-2012 | 36 | 30.400 | 28.762 | 66.740 | 2,32 | 105.900 | 3,68 | 1,59 | 57,5 | 3,2 | 5,5 |
| | | | Middel | 36,2 | | | | | | | Middel | 59,6 | 4,1 | 6,9 |
| | | | | | | | | | | | Spredning | | 1,1 | 1,7 |
| | | | | | | | | | | | 95%-konf.interval | | ±1,3 | ±2,1 |

Bilag 1. Rugeægstalde (HPR). Anvendte data (Birkmose, 2009)

Den korrigerede norm er landsnormen korrigeret i henhold til input med besætningspecifikke produktionsdata. Balance/analyser er måledata samt besætningspecifikke produktionsdata.

| | Besætning 1 | | | Besætning 2 | | |
|---------------------------|----------------------|------------------------------|------------------|-------------|-----------------|------------------|
| | Normtal 2005/2006 | Korrigeret norm ² | Balance/analyser | Landsnorm | Korrigeret norm | Balance/analyser |
| Kg foder pr. årshøne | 53,9 | 59,5 | | 53,9 | 64,4 | |
| Proteinprocent | 15,3 | 14,2 | | 15,3 | 15,1 | |
| Kg æg pr. årshøne | 11,9 | 13,2 | | 11,9 | 14,3 | |
| Kg tilvækst pr. årshøne | 1,6 | 2,1 | | 1,6 | 1,9 | |
| Kg N ab dyr, 100 årshøner | 105,8 | 105,3 | 104,2 | 105,8 | 123,9 | 121,5 |
| Korrektionsfaktor | | 0,995 | | | 1,171 | |
| Kg N ab dyr i alt | 17.823 | 17.742 | 17.558 | 22.506 | 26.362 | 25.851 |
| Kg N ab stald | | 12.299 | 7.534 | | 18.108 | 10.628 |
| Staldtab, % | | 31 | 57 | | 31 | 59 |
| Ton gødning | | 499 | 306 | | 742 | 449 |
| N-indhold, kg N pr. ton | | 24,6 | 24,6 | | 24,4 | 23,7 |

² Baseret på besætningspecifikke produktionsdata

Bilag 3. Beregningsgrundlag for mink, bure (gødningsrender, ugentlig tømning)

Datagrundlag: Normtal 2014/15 baseret på foderdata fra 2013

| | | g N / årstæve inkl. hvalpe | | | | | |
|----------------------------------|--|----------------------------|--|--------------------|--|--------------|--|
| N i foder | | 6293 | | | | | |
| N i foderspild, 8 % af N i foder | | 503 | | | | | |
| N i aflejring | | 446 | | | | | |
| N fæces | | 984 | | | | | |
| N i urin | | 4360 | | | | | |
| N ab dyr | | 5847 | | | | | |
| N i strøelse | | 42,5 | | | | | |
| | | | | | | | |
| | | Gylle | | Dybstrøelse | | I alt | |
| | | Fordeling | | Fordeling | | g N | |
| | | g N | | g N | | g N | |
| Fæces-N | | 90% 886 | | 10% 98 | | 984 | |
| Urin-N | | 90% 3924 | | 10% 436 | | 4360 | |
| Foderspild | | 0% 0 | | 100% 503 | | 503 | |
| Strøelse, g | | 0% 0 | | 100% 42,5 | | 43 | |
| | | | | | | | |
| Staldtab | | NH3-N | | 40% 415 | | 1592 | |
| | | Denitrifikation/nedsivning | | 0% 0 | | | |
| | | | | | | | |
| N ab Stald | | 85% 3632 | | 15% 665 | | 4297 | |